Der Neusiedler See – Limnologie eines Steppensees

Alois HERZIG

Abstract: **The Neusiedler See, limnology of a steppe lake**. Neusiedler See is the largest steppe lake in Europe, situated at the western edge of the Lesser Hungarian Plains. It is a shallow, well-mixed lake with regulated outflow (Hanság Channel), and large water level fluctuations. The lake water can be described as salty (sodium and magnesium salts). Two main habitats can be identified in the lake, the reed belt and the open water area. More than half of the lake is covered by reed (*Phragmites australis*). The reed belt is the area for sediment and nutrient deposition, offers diverse ecological conditions, and influences water quality. The water balance of the lake is unstable, mostly because its main water input comes from precipitation and its main output is evapotranspiration. Besides precipitation, the Wulka and some smaller brooks contribute to the lake's water input.
In the 1970ies the lake suffered from high nutrient loadings of anthropogenic origin (sewage, agriculture) which resulted in an eutrophication process with steady increasing phosphorus values, lasting for about 15 years. Concomitant higher phytoplankton developed which led to an increase in zooplankton and finally zooplanktivorous fish biomass. In the mid-1980ies the measures taken in the catchment area, i.e. well developed sewerage and sewage treatment plants of appropriate dimension, led to a steady decrease in phosphorus values. The paper describes the long-term development of the pelagic populations and their interactions.

Key words: shallow alkaline lake, water balance, eutrophication, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, fish, pelagic interactions.

Einleitung

Der Neusiedler See ist mit mehr als 300 km² der größte See Österreichs. Er ist ein windexponierter, extrem seichter Steppensee und stellt einen besonderen Typus der europäischen Oberflächengewässer dar. Mehr als die Hälfte seiner Oberfläche ist von Schilf bedeckt, die offene Wasserfläche erreicht nur etwa 150 km². Diese beiden großen Teillebensräume stehen physikalisch-chemisch und biologisch in einer engen Wechselbeziehung.

Der Neusiedler See liegt zwischen den Alpen und der Kleinen Ungarischen Tiefebene, teilweise auf österreichischem und teilweise auf ungarischem Staatsgebiet. Zum alpinen Raum gehören das Wulkabecken und die Höhenzüge des Ödenburger, Rosalien- und Leithagebirges und des Ruster Hügellandes, die gleichzeitig die westliche Begrenzung des Seebeckens darstellen. Die Begrenzung gegen Norden, die Parndorfer Platte, und die Begrenzung gegen Osten und Süden, der Seewinkel, der Hanság (Waasen) und das Ikvatal, und das Seebecken selbst sind der Kleinen Ungarischen Tiefebene zuzuordnen (Abb. 1-7).

Der See entstand durch eine tektonische Einsenkung im Spätglazial und ist etwa 13.000 Jahre alt. Die Wasserstände des nacheiszeitlichen Sees lagen zeitweise bis zu 5 m über dem gegenwärtigen Seespiegel. Damit waren Teile des südlichen Seewinkels und Hanság überflutet (HERZIG & DOKULIL 2001).

In der wechselhaften Geschichte des Sees gab es neben großflächigen Ausuferungen immer wieder Perioden, in denen der See zur Gänze ausgetrocknet war. Die letzte völlige Austrocknung geschah 1865-1868. Fünf Jahre später wurde bereits wieder ein Wasserstand von 2-3 m festgestellt.

Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts war der See abflusslos. 1909-1911 wurde der Hanság- oder Einser-Kanal errichtet und damit der See an die Donau angebunden. Das Ziel dieser Maßnahme war, das Gewässer trocken zu legen und den Boden für landwirtschaftliche Zwecke nutzbar zu machen. Dieses Ziel wurde nicht erreicht und heute dient die Schleuse im Kanal zur Regulierung des Seewasserstandes.

Hauptzufluss zum See ist die Wulka, die im Westen in den See mündet. Der Rákos patak (Kroisbach), der größte ungarische Zubringer, der Golser Kanal und einige aus dem Ruster Hügelland und dem Hügelland von Boz kommende Bäche stellen weitere kleine, aber nicht vernachlässigbare oberirdische Zuflüsse dar.

Die wichtigsten morphologischen, hydrologischen und chemischen Kenndaten sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Das Einzugsgebiet des Sees ist nur 2,6-mal so groß wie die Seefläche (Abb. 8). Damit wird der Was-

Denisia **33**,
zugleich Kataloge des
oberösterreichischen
Landesmuseums
Neue Serie **163** (2014):
101-114



Abb. 1: Neusiedler See – Lacus Ferteo, Karte aus 1781.

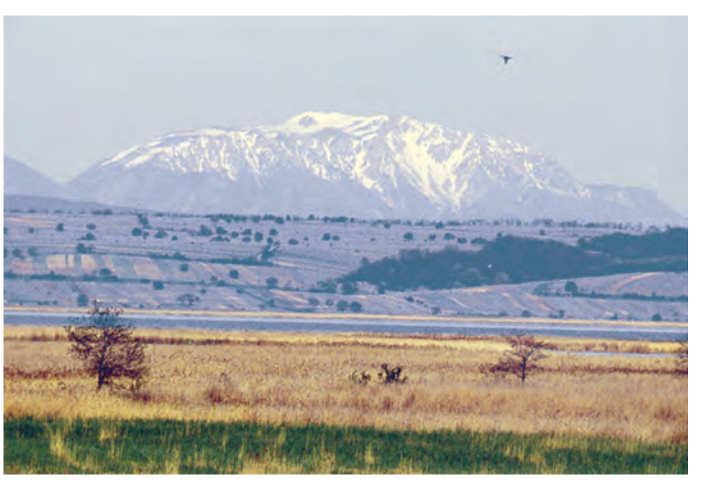


Abb. 2: Neusiedler See - Blick aus der Kleinen Ungarischen Tiefebene zum Schneeberg.



Abb. 3: Neusiedler See – Südteil, Schilfgürtel und offener See, Blick Richtung SSW, Kernzone Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.



Abb. 4: Neusiedler See – Blick Richtung SW, ungarischer Seeteil. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.

serhaushalt von den auf den See fallenden Niederschlägen und der Verdunstung geprägt (siehe Wasserbilanz). Auffallend sind ferner der hohe Anteil des Schilfgürtels an der Gesamtfläche, der geringe Unterschied zwischen maximaler und mittlerer Wassertiefe (was ein Hinweis auf eine wenig strukturierte flache Wanne ist), die wesentlich längere Uferlinie des Sees verglichen mit dem Umfang des Seebeckens und die für das geringe Volumen relativ lange Wassererneuerungszeit (etwa 1,5 Jahre).



Abb. 5: Offener See, nördlich vom Seebad Illmitz.

Der Raum um den See stellt klimatisch die wärmste Region Österreichs dar. Im langjährigen Mittel treten an 61 Tagen Temperaturen über 25° C auf. Temperaturen unter 0° C können von Oktober bis Mai vorkommen. Im Winter friert der See in der Regel zur Gänze zu. Die vorherrschenden Windrichtungen sind Nordwest und, im Spätherbst und Winter, Südost. Der Jahresniederschlag kann unter 400 mm betragen, in regenreichen Jahren allerdings auch 900 mm erreichen (Mittelwert 1960-1998: 639 ± 96 mm; Messwerte der Station Eisenstadt; Amt der Burgenländischen Landesregierung-Landesstatistik 1999).

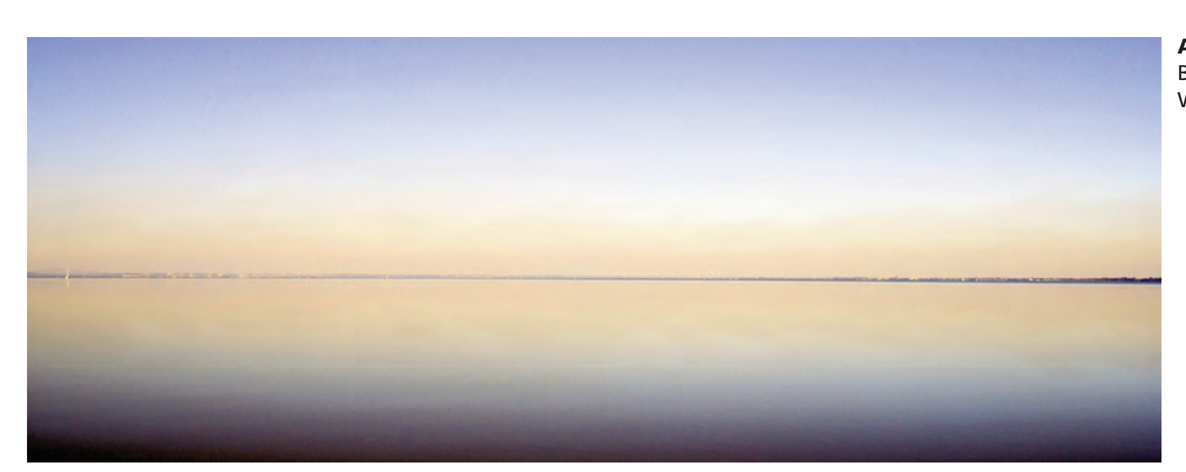


Abb. 6: Offener See, Blick Richtung N, bei Windstille.

Besonderheiten des Neusiedler Sees

Mehr als die Hälfte der gesamten Oberfläche des Sees bedeckt ein dichter **Röhrichtgürtel** gebildet aus *Phragmites australis*. Ausdehnung und Struktur der Schilfbestände stehen in engem Zusammenhange mit den Wasserstandsschwankungen des Sees. Hoher Wasserstand führt zur Ausbreitung des Schilfes landwärts, niedriger Wasserstand in Richtung offener See. Die niedrigen Wasserstände in den 1950er und frühen 1960er Jahren ließen die Befürchtung aufkommen, das verstärkte Schilfwachstum seewärts könnte zum Verschwinden der offenen Seeflächen führen. Mit der Anhebung des Wasserstandes um mehrere Dezimeter im Jahre 1965 kam es zu einer Verlangsamung und letztlich zum Ende der seewärtigen Ausbreitung des Schilfes. Aber es kam zu einem vermehrten Schilf- und Seggenwachstum in den landseitigen Seewiesen. Basierend auf aktuellen Kartierungen des ungarischen (2007) und österreichischen (2008) Schilfgürtels lässt sich eine Stabilisierung der lateralen Ausdehnung der Schilfflächen nachweisen, aber es wird auch eine zunehmende Degradation der Schilfstruktur festgestellt. Heute bedeckt das Schilf eine Fläche von ca. 181 km^2, 64 km^2 auf ungarischer und 117 km^2 auf österreichischer Seite (CSAPLOVICS et al. 2014).

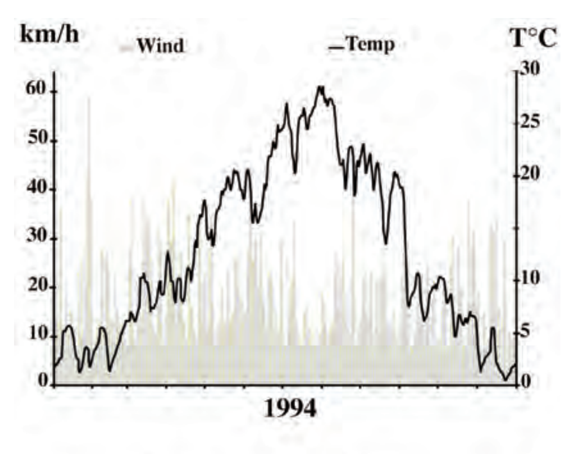
Die geringe Tiefe des Sees (maximale Tiefe 1,8 m, mittlere Tiefe 1,2 m) und die starke Windexposition lassen kaum eine längerfristige thermische Schichtung des Wasserkörpers zu. Die **Wassertemperaturen** folgen aufgrund der begrenzten Wärmespeicherkapazität des seichten Sees mit geringer Verzögerung der Temperatur der Luft und zeigen daher starke kurzfristige Schwankungen. So kommt es im Frühjahr zu einer raschen Erwärmung (bereits März/April sind Temperaturen > 15 °C möglich), und im Herbst zu einer ebenso schnell erfolgenden Abkühlung; dabei können Temperaturveränderungen von > 10 °C innerhalb von 2-5 Tagen auftreten. Im Sommer sind Temperaturen über 25 °C keine Seltenheit, an der Wasseroberfläche können Temperaturmaxima von >30 °C erreicht werden (Abb. 9). Im



Abb. 7: Einserkanal mit Schleuse, Blick Richtung W.



Abb. 8: Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (aus WOLFRAM et al. 2014).



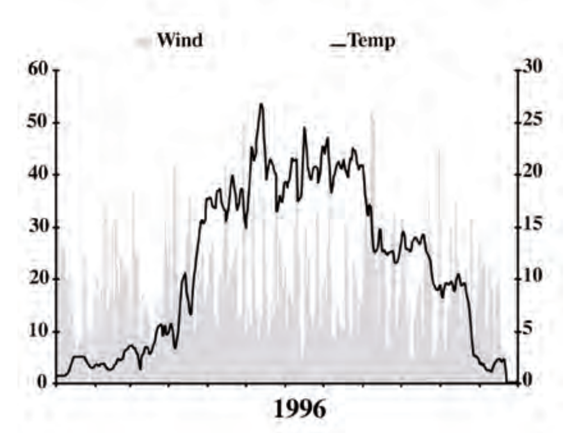


Abb. 9: Wassertemperatur und Wind, 1994 und 1996 (aus HERZIG & DOKULIL 2001).

Morphometrische Kenndaten		
Maximale Oberfläche (bei Pegel 116,0 m ü.A.)	315	km^2
davon: offener See	48	%
Schilfgürtel	52	%
Einzugsgebiet	1.120	km^2
Mittlerer Wasserspiegel	115,45	m ü.A.
Maximale Wassertiefe	1,8	m
Mittlere Wassertiefe	1,2	m
Maximales Volumen (bei Pegel 116,0 m ü.A.)	$367,5 \times 10^6$	m^3
Volumen bei Pegel 115,0 m ü.A.	$114,9 \times 10^6$	m^3
Physikal.-chemische / hydrochemische Kenndaten		
elektrische Leitfähigkeit	2.249 (1.300-3.200)	$\mu S\ cm^{-1}$
pH-Wert	8,7 (8,0–9,1)	$-log[H^+]$
Sauerstoff	10,3 (5,8–17,2)	$mg\ L^{-1}$
Wassertemperatur	14,7 (0,2–28,7)	°C
Calcium Ca^{2+}	31 (3–119)	$mg\ L^{-1}$
Magnesium Mg^{2+}	144 (17–199)	$mg\ L^{-1}$
Natrium Na^+	363 (207–684)	$mg\ L^{-1}$
Kalium K^+	39 (15–67)	$mg\ L^{-1}$
Karbonat CO_3^{2-}	39 (3–97)	$mg\ L^{-1}$
Hydrogenkarbonat HCO_3^{2-}	610 (346–1139)	$mg\ L^{-1}$
Chlorid	253 (141–406)	$mg\ L^{-1}$
Sulfat-S	163 (90–270)	$mg\ L^{-1}$
Ammonium-N NH_4-N	33 (1–377)	$\mu g\ L^{-1}$
Nitrat-N NO_3-N	157 (2–941)	$\mu g\ L^{-1}$
Gesamtphosphor	73 (14–552)	$\mu g\ L^{-1}$

Tabelle 1: Hydrographische und physikalisch-chemische/hydrochemische Kenndaten des Neusiedler Sees (Chemiedaten: Mittelwert (Minimum-Maximum) aus dem Zeitraum 1998-2009). Tabelle übernommen aus WOLFRAM & HERZIG (2013).

Winter ist der See meist eisbedeckt, die durchschnittliche Dauer der Eisbedeckung liegt bei 56 Tagen; es sind aber auch 116 Tage Eisbedeckung oder Jahre ohne Eisbedeckung möglich. Im Verlaufe der letzten 45 Jahre wird ein Trend zur Abnahme der Eisbedeckung um etwa einen Tag pro Jahr festgestellt. Dauer der Eisbedeckung und der Zeitpunkt des Aufbrechens der Eisdecke werden in signifikanter Weise von überregionalen Klimasignalen (NAO – North Atlantic Oscillation, MOI – Mediterranean Oscillation) beeinflusst (DOKULIL & HERZIG 2009, DOKULIL et al. 2014) (Abb. 10-14).

Aufgrund der großen Windangriffsfläche und die häufigen Windereignisse wird ständig feines Sediment vom Seeboden aufgewirbelt. Dies führt zu einer permanenten **Trübung** des Gewässers, die sich in geringen Sichttiefen, an stürmischen Tagen beträgt die Sichttiefe nur wenige Zentimeter, und einer Beeinflussung des Lichtklimas unter Wasser äußert. Der Wasserkörper des Neusiedler Sees zerfällt daher in zwei sehr unterschiedliche Bereiche, den stark getrübten offenen See und das klare Braunwasser im Inneren des Schilfgürtels (Abb. 15-17).

Die saisonale Entwicklung von **Wind und Temperatur** ist beispielhaft für die Jahre 1994 und 1996 in Abb. 9 dargestellt. Windgeschwindigkeiten von < 10 km h^{-1} sind eine Seltenheit, fast immer herrscht ein Wind um die 10 km h^{-1}. Tagesmittelwerte von über 30 km h^{-1} sind an 30-40 Tagen zu messen. Von entscheidender Bedeutung sind hohe Windgeschwindigkeiten, die in Verbindung mit Kaltlufteinbrüchen zu einer raschen Temperaturabnahme des Wasserkörpers führen. Dies lässt sich häufig im Frühjahr, zur Zeit der raschen Erwärmung des Sees, und während der Sommermonate feststellen. So waren im Sommer 1994 geringe Windgeschwindigkeiten gegeben, was sich in konstant hohen Wassertemperaturen (> 20 °C, über 30 Tage hindurch sogar > 25 °C) widerspiegelte. 1996 waren die Sommermonate eher windgeprägt, die Windgeschwindigkeiten lagen fast immer > 10 km h^{-1}, zahlreiche Tagesmittelwerte > 30 km h^{-1}. Dies spiegelte sich im Verlauf der Temperatur wider, die starken Schwankungen um 20 °C unterworfen war; eine durchgehend warme Periode > 20 °C gab es nicht. Derart ausgeprägte Unterschiede in den klimatischen Bedingungen wirken sich natürlich auf die Lebensgemeinschaften des Sees aus: so entwickelte sich



Abb. 10: Offener See, Eis, schneebedeckt.

Abb. 11: Kleiner Eisstoß.



Abb. 12: Zugefrorener Kanal („Schluicht") im Schilfgürtel.



Abb. 13: Eis im Schilfgürtel.

im windreichen, kühleren Sommer eine um 20 % geringere durchschnittliche Algenbiomasse, die Zooplanktonbiomasse war sogar um 50 % niedriger (Herzig & Dokulil 2001).

Bedingt durch Form und Ausdehnung des seichten Seebeckens führt die Erhöhung des Wasserspiegels um nur einen Zentimeter zu einer wesentlichen Vergrößerung der Fläche und damit des Wasservolumens. Starke Winde aus einer Richtung können eine Aufhöhung des Wasserspiegels um 20-50 cm am gegenüberliegenden Ufer verursachen und nach Ende des Windereignisses zu entsprechenden Wasserspiegeloszillationen (**Seiches**) führen (Herzig & Dokulil 2001).

Die vom Wind erzeugten **Turbulenzen** und die daraus resultierenden suspendierten Partikel haben auch einen negativen Einfluss auf die Zooplanktonentwicklung, wobei ein mechanischer Zerreibungseffekt genauso wirksam wird wie eine Behinderung bei der filtrierenden Nahrungsaufnahme (Herzig 1994). Die Trübe kann auch für auf Sicht angewiesene plankton-



Abb. 14: Größere Eisfläche im Schilfgürtel.



Abb. 15: Turbulenter See.



Abb. 16: Trüber, offener See und Braunwasser des Schilfgürtels. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.



Abb. 17: Braunwasser im Detail (E. Nemeth).

fressende Fische (z.B. *Pelecus cultratus* (LINNAEUS), Sichling) eine Behinderung im Nahrungserwerb darstellen. Such- und Reaktionsdistanzen werden dadurch drastisch reduziert (TATRAI & HERZIG 1994).

Die abiotischen Faktoren Wind, Trübe und Temperatur sind die steuernden Größen in der Freiwasserzone des Sees. Im Frühjahr und Herbst können bis über 90 % der Varianz einzelner Populationsparameter der Plankter (z.B. Geburts- und Sterberate) durch diese Faktoren erklärt werden. In den Sommermonaten spielen hingegen die biotischen Faktoren, wie Ernährung und Räuberdruck, eine gestaltende Rolle (HERZIG 1994).

Ein zentrales Problem stellt der **Wasserhaushalt** dar, da der See in einer der trockensten Gegenden Österreichs liegt und über ein relativ kleines Einzugsgebiet verfügt. In der Vergangenheit unterlag der See außerordentlich großen Spiegelschwankungen, die von vollständiger Austrocknung bis zu großflächigen Überflutungen reichten. Zudem besitzt der See keinen natürlichen Ausrinn, er war, ähnlich den Salzlacken des Seewinkels, ein endorheischer See. Erst über den 1909-1911 errichteten Einser- oder Hanság-Kanal kann Seewasser bei hohen Wasserständen nach Ungarn abgeleitet werden. Noch heute betragen die jährlichen Spiegelschwankungen trotz Schleusenregelung bis >50 cm. Der Wasserhaushalt des Sees wird überwiegend vom Ausmaß der Niederschläge und der Verdunstung bestimmt (Abb. 18). Die oberirdischen Zuflüsse tragen 22% zur positiven Wasserbilanz bei (Durchschnitt 1965-2012, KUBU & KRÁMER 2014), wovon etwa 14 % der Wulka zuzuschreiben sind, der Rest entfällt auf auf Rákos patak (Kroisbach), Golser Kanal und einige aus dem Ruster Hügelland und dem Hügelland von Boz kommende Bäche. Der oberirdische Abfluss erfolgt über den künstlich geschaffenen Einser-Kanal. Unterirdischer Zu- und Abfluss haben für die Wasserbilanz nur geringe Bedeutung (KUBU & KRÁMER 2014). Wie stark Niederschlag und Verdunstung die Wasserbilanz steuern, lässt der Vergleich der Bilanzen eines feuchten (1996) und eines trockenen Jahres (2003) erkennen (Abb. 19-20).

Das semiaride Klima, die hydrologischen Eigenheiten, salzhältige, tertiäre Meeresablagerungen und die Verbindung zum Tiefengrundwasser über tektonische Bruchlinien sind für den erhöhten Salzgehalt des Neusiedler Sees verantwortlich (WOLFRAM 2006). Heute weist der See einen **Salzgehalt** von 1-2 g l^{-1} (Leitfähigkeit 1.300-3.200 µS cm^{-1}; 25 °C) und einen alkalischen Charakter (pH-Wert > 8) auf. Mit dieser Salinität liegt das Seewasser nur im oligohalinen Bereich, hebt sich aber chemisch deutlich von anderen Seen Österreichs ab. In Niedrigwasserperioden zu Beginn des 20. Jahrhunderts erreichte der Salzgehalt 16 g l^{-1}. Die Salzkonzentration setzt sich im

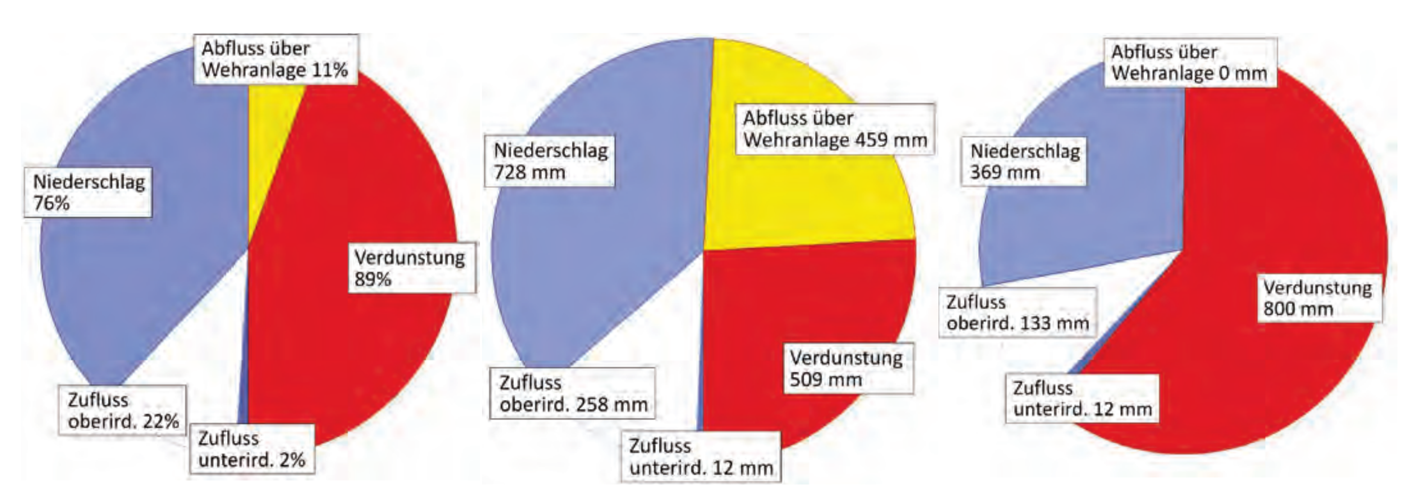


Abb. 18: Wasserbilanz des Neusiedler Sees; mittlere, relative Wasserbilanzkomponenten 1965-2012 (Mittelwerte in Millimeter.a^{-1}: Niederschlag – 574 mm, Verdunstung – 660 mm) (aus Kubu & Krámer 2014).

Abb. 19: Wasserbilanz 1996 (feuchtes Jahr) (aus Kubu & Krámer 2014).

Abb. 20: Wasserbilanz 2003 (trockenes Jahr) (aus Kubu & Krámer 2014).

Wesentlichen aus den Kationen Natrium und Magnesium sowie den Anionen Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid zusammen (Berger & Neuhuber 1979). Das dominante Salz ist Natrium-Hydrogenkarbonat, somit wird der See als **„Sodasee"** bezeichnet. Der Salzgehalt wird auch vom Wasseraustausch zwischen dem offenen See und dem Schilfgürtel beeinflusst wird. Für diese Wasserbewegungen sorgen die ausgeprägten wind-induzierten Seiche-Bewegungen. Durch Deposition und Rücklösung von Salzen in jenen Bereichen des Schilfgürtels, die regelmäßig trocken fallen, tragen sie maßgeblich zu den saisonalen Schwankungen im Salzgehalt bei. Wird Wasser aus dem See über den Hanság-Kanal abgeleitet, so ist dies mit starken Verlusten von Salzen verbunden (Wolfram & Herzig 2013).

Die bereits oben erwähnten unterschiedlichen Bereiche des Sees lassen sich auch durch den **Sauerstoffgehalt** ausweisen. Im freien See herrschen als Folge der atmosphärischen Belüftung, der guten Durchmischung und der vergleichsweise geringen organischen Belastung gute Sauerstoffverhältnisse vor. Innerhalb des Schilfgürtels treten hingegen häufig anoxische Bedingungen auf, die von der hohen organischen Belastung und der geringen Wasserdurchmischung herrühren. In den Übergangszonen (**Ökotonen**) freier See - Schilf, insbesondere in strömungsgeschützten Buchten und Bereichen höherer Belastung (Einmündung von Schilfkanälen und Vorflut von Kläranlagen), kann der organische Anteil im Sediment zunehmen. Dennoch herrschen hier gute Sauerstoffbedingungen vor, da ausreichender Wasseraustausch und somit Sauerstoffanreicherung vorhanden ist. In diesen Zonen entwickeln sich die höchsten planktischen und benthischen Individuendichten und die größten Fischbestände. Diese Ökotone sind die produktivsten Bereiche des Sees und auch jene mit dem höchsten Grad abiotischer und biotischer Vernetzungen (Herzig & Dokulil 2001) (Abb. 21-23).

Der Neusiedler See und sein Umland beinhalten einzigartige Ökosysteme, die den Lebensraum für eine Vielzahl seltener und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten darstellen. Die naturschutzfachliche Bedeutung des Gebietes ist abgebildet in der Vielzahl an Auszeichnungen wie Europa-Schutzgebiet (Natura-2000), Weltkulturerbe, Nationalpark und Ramsar-Gebiet.

Langfristige limnologische Entwicklung

Neben den natürlich bedingten Schwankungen und Veränderungen der Salinität, Trübe und Lichtdurchlässigkeit kam es ab den späten 1960er Jahren, wie bei anderen Seen auch, zu einem ausgeprägten Anstieg der Nährstoffgehalte und damit des Phytoplanktons (**Eutrophierung**). Auslöser waren der gesteigerte Abwasseranfall als Folge des zunehmenden Tourismus bei gleichzeitig unzureichender Abwasserentsorgung und die stark gesteigerte Düngeranwendung in einer internsivierten Landwirtschaft. In diesem Zusammenhange ist vor allem die Ausweitung des Weinbaus Ende der 60er Jahre herauszustreichen (Löffler 1979, Löffler & Newrkla 1985). Als Beeinflussungsursachen sind Belastungen in den oberirdischen Zuflüssen (Wulka, Golser Kanal, Kroisbach, Teufelsgraben, Angerbach), Vorflut von Kläranlagen, diffuse Einträge (Erosion durch Wind und Regen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen), Schilfrandhütten, Bootsbetrieb, Badegäste, Wasservögel, Fische und Nährstoffrücklösung aus dem Schilfbereich zu nennen. Auch die massiven Besatzmaßnahmen der Berufsfischer (z.B. Graskarpfen) und die daraus resultierenden unausgewogenen Fischbestände wirkten auf die Entwicklung des Sees ein (Herzig & Dokulil 2001).



Abb. 21: Ökotone im Schilfgürtel.



Abb. 22: Große Rohrlacke („Hoada-Seppl-Poschn-Luka") und Ökoton freier See – Schilf. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.



Abb. 23: Kleinräumige Ökotone im Schilfgürtel. Bild: Nationalpark Neusiedler See- Seewinkel.

Die Jahresmittelwerte des Totalphosphors (TP) stiegen seit 1970 im freien See kontinuierlich an und erreichten mit 162 µg l^{-1} im Jahre 1979 den bislang höchsten Wert (Abb. 24). Dem vergleichbar erreichten auch die Konzentrationen von gelöstem reaktivem Phosphor und gelöstem anorganischem Stickstoff (vor allem Ammonium) Mitte der 1970er Jahre Spitzenwerte. Parallel mit dem Anstieg der P-Konzentrationen nahm auch die Biomasse des Phytoplanktons, gemessen als **Chlorophyll-a**, deutlich zu und erreichte mit einem Jahresdurchschnitt von 14 µg l^{-1} im Jahr 1978 ein vorläufiges Maximum (Abb. 24). Aufgrund der Lichtlimitation der Algen im freien See sind diese Werte im Vergleich mit Seen guten Lichtklimas nicht sehr hoch, allerdings kam es in windgeschützten Buchten und Hafenanlagen zu massiven Algenblüten (HERZIG 1990).

Ab Mitte der 1980er Jahre nahmen die Totalphosphorwerte stetig ab und lagen im Bereich von 50 µg l^{-1} , die Maximalwerte (in Schilfnähe oder in ausmündenden Kanälen) überstiegen selten 200 µg l^{-1} (Abb. 24). Hauptgrund für den starken Rückgang der Konzentrationen war die erfolgreiche Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet. Der externe Eintrag in den See nahm von rund 80 Tonnen Phosphor/Jahr (1982/1983, Berechnung nur für den österreichischen Seeteil) auf etwa 30 Tonnen P/Jahr (1992-2000, Berechnung für den Gesamtsee) ab. 2001-2005 betrug die Jahresfracht an Phosphor nur mehr 12 Tonnen (Berechnung für den Gesamtsee). Auch die externen Stickstofffrachten sanken von 885 Tonnen (1982/1983, Berechnung nur für den österreichischen Seeteil) auf 559 Tonnen (1992-2000, Berechnung für den Gesamtsee) und erreichten schließlich 250 Tonnen in den Jahren 2001-2005 (Berechnung für den Gesamtsee) (WOLFRAM & HERZIG 2013).

Parallel zum Phosphorrückgang nahm auch die Algenentwicklung wieder ab und die Jahresmittelwerte der Chlorophyll-Konzentration lagen zwischen 4 und 10 µg l^{-1}.

Nach den Hochwasserjahren Mitte der 1990er Jahre kam es jedoch mit sinkendem Wasserstand zu einem neuerlichen Anstieg der Totalphosphor-Konzentrationen. Im Jahr 2004, nach extrem niedrigen Wasserständen im Herbst 2003, wurden schließlich monatliche Mittelwerte für Gesamtphosphor von mehr als 300 g L^{-1} erreicht, das Jahresmittel lag wieder über 100 g L^{-1} und die Chlorophyll-a Konzentration im Jahresmittel über 17 g L^{-1} (Abb. 24). Dieser Anstieg der Phosphor- (und in der Folge Chlorophyll-a-)Konzentrationen im Freiwasser wird in den niederschlagsarmen Jahren 2003/2004 gemessen, einer Zeit als der Schilfgürtel zeitweise trocken war und somit seine Funktion als Nährstoffsenke nicht erfüllen konnte (Abb. 25-28). Erst mit

steigendem Wasserstand sanken die Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen wieder auf das ursprüngliche Niveau (Abb. 24).

Lebensgemeinschaften des offenen Sees im Wandel der Zeit

Phytoplankton

Die fast ständige Durchmischung des Sees, der daraus resultierende hohe Gehalt an suspendierten Partikeln und das dadurch bedingte schlechte Lichtklima hat einen starken Einfluss auf das Phytoplankton. Lichtlimitation verhindert die Entwicklung jener Algenbiomassen, die aufgrund der Nährstoffgehalte zu erwarten wären. Dennoch kam es durch die Eutrophierung zu ausgeprägten qualitativen und quantitativen Veränderungen in der pflanzlichen Planktongesellschaft. Dominierten Anfang der 70er Jahre noch Kieselalgen im Phytoplankton, so traten danach zunächst verstärkt Grünalgen in den Vordergrund und ab 1987, vor allem in Buchten, Blüten von Blaualgen (Cyanobakterien) auf (DOKULIL 1984, DOKULIL & PADISÁK 1994). Ende der 90er Jahre erschienen noch immer lokal in Buchten Blaualgenblüten. Immerhin bildeten die Cyanobakterien in den Jahren 1995-1997 im Frühjahr 38 % (24-61 %) und im Herbst 36 % (23-55 %) der gesamten Phyto-

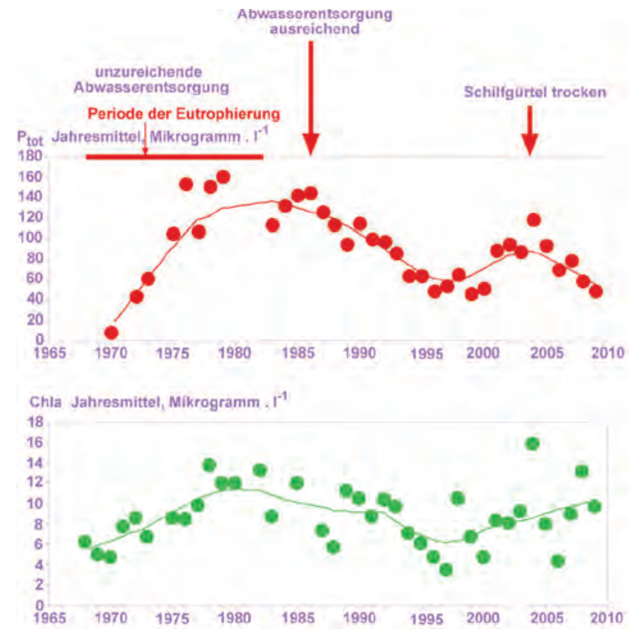


Abb. 24: Langzeitentwicklung von Gesamtphosphor (Ptot) und Algenbiomasse (Chla).



Abb. 25: Schilfgürtel mit Wasser gefüllt. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.



Abb. 26: Schilfgürtel fast trocken. Bild: Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel.



Abb. 27: Trockener Schilfgürtel im Detail.



Abb. 28: Trockener Schilfgürtel im Detail.

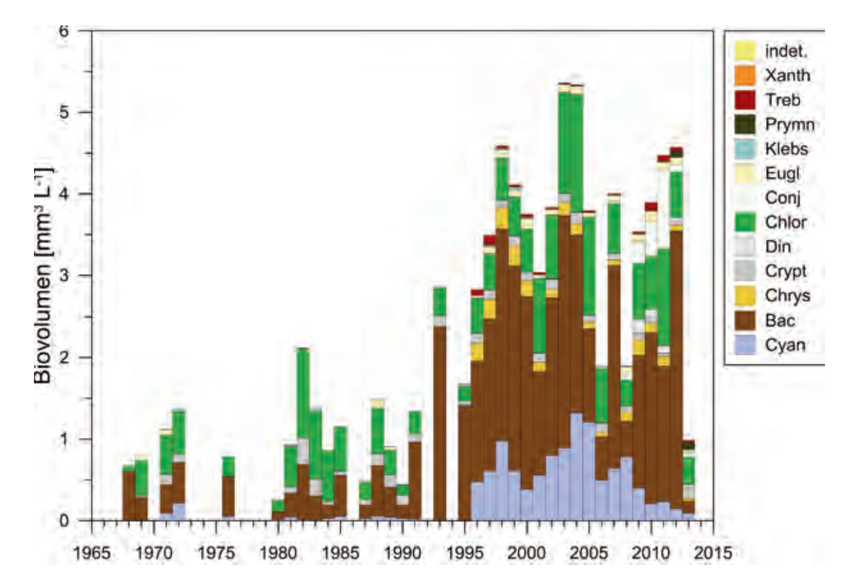


Abb. 29: Langzeitentwicklung des Algenbiovolumens im offenen See Österreichs. Wichtige Algengruppen sind: Eugl = Euglenophyceae; Chlor = Chlorophyceae (Grünalgen); Crypt = Cryptophyceae (Schlundalgen); Chrys = Chrysophyceae (Goldalgen); Bac = Bacillariophyceae (Kieselalgen); Cyan = Cyanobacteria (Blaualgen). Graphik: G. Wolfram, nach Wolfram et al. (2011).

plankton-biomasse. Vorherrschend waren *Microcystis* spp., dazu kamen noch *Anabaena*, *Oscillatoria* und *Synechococcus*. In den Sommermonaten bildeten kleine Arten der Cryptophyceen (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*), Chrysophyceen (Chrysoflagellaten) und Chlorophyceen (*Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Oocystis*) um die 50 % der Biomasse. Solch ein Phytoplankton bildet ein ideales Nahrungsangebot für das filtrierende Zooplankton (Herzig & Dokulil 2001) (Abb. 29).

Heute dominieren Grünalgen, Diatomeen und Blaualgen das Phytoplankton des offenen Sees. Picoplankton (Planktonorganismen einer Größe < 2 Mikrometer) kommt in sehr hohen Abundanzen vor. Dies ist eine Besonderheit des Neusiedler Sees. Im Vergleich zu anderen mesotrophen Flachseen ist die Abundanz (>10 Millionen Zellen pro Liter) und der Anteil des Picoplanktons an der gesamten Phytoplankton-Biomasse (bis zu 80%) im offenen See sehr hoch (Somogyi et al. 2010). Aber auch große Kieselalgen (z.B. *Campylodiscus*, *Surirella*), die vor allem den Seeboden besiedeln und durch Wind und Wellen aufgewirbelt werden, sind wesentliche Komponenten des Phytoplanktons.

Zooplankton

In den letzten 50 Jahren waren *Arctodiaptomus spinosus* (Copepoda) und *Diaphanosoma mongolianum* (Cladocera, Ctenopoda) (in früherer Literatur: *D. brachyurum*) die häufigsten Crustaceen im Plankton. In der Artengemeinschaft der Rädertiere herrschten im Winter *Synchaeta tremula-oblonga* und *Rhinoglena fertoënsis* vor, während im Sommer *Brachionus angularis*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia longiseta* and *Trichocerca* spp. dominierten (Herzig 1979, Dokulil & Herzig 2009). Der größte Vertreter des Zooplanktons ist *Leptodora kindtii* (Cladocera, Haplopoda), dieser Krebs kann bis 1 cm groß werden. Die Art wurde im See erstmals im Juni 1977 nachgewiesen. *L. kindtii* wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit durch Wasservögel in Form von Dauereiern eingeschleppt (Erstnachweis im Juni 1977), benötigte etwa zehn Jahre um eine erfolgreiche Population aufzubauen und spielt seit dem Ende der 80er Jahre eine bedeutende Rolle als Räuber im Plankton des Sees (Herzig 1995). Einige Vertreter des Zooplanktons sind Spezialisten für Sodagewässer, so z.B. *Hexarthra* spp. (Rotifera), *Moina brachiata* (Cladocera, Anomopoda) und *Arctodiaptomus spinosus* (Herzig 1979; Herzig & Koste 1989).

Im Zooplankton fällt die qualitative Veränderung vor allem bei den Rädertieren auf. Die Zahl der häufigen Arten ging von ursprünglich zwölf (1968) auf heute bloß drei bis fünf zurück, was im Zusammenhang mit der Eutrophierung zu sehen ist. Das Crustaceenplankton hat sich in seiner Zusammensetzung kaum verändert, lediglich bei den Cyclopoida tritt mit *Acanthocyclops robustus* (Sars) Ende der 70er Jahre eine Art in den Vordergrund, die innerhalb Europas in zahlreichen Seen infolge von Eutrophierung vermehrt im Plankton zu finden ist (Einsle 1988). Ein anderer Copepode, *Eurytemora velox*, erschien nach dem Jahr 2006 im Plankton des freien Sees, dieser Kleinkrebs dürfte zur Zeit der Niedrigwasserstände (2003/2004) aus dem Schilfgürtel zugewandert sein.

Die Biomasse des Zooplanktons wird im offenen See von den Crustaceen geprägt. Abb. 30 zeigt die Langzeit-Entwicklung der Biomassejahresmittel (für Organismen einer Länge >250 m). Die höchsten Werte fallen in die Zeit 1970-1987 (Eutrophierungsphase). Danach fielen die Biomassewerte auf deutlich geringere Werte ab und lagen zwischen 2008 und 2012 um 50 mg Trockenmasse.m^{-3} (siehe „Veränderungen in den pelagischen Interaktionen").

Zoobenthos

Die benthische Lebensgemeinschaft des Neusiedler Sees wird von Nematoden, Ostracoden, benthischen Cladoceren (Kleinkrebsen), Oligochaeten (Wenigborster) und Chironomiden (Zuckmücken) dominiert. Dabei sind markante Unterschiede zwischen dem offenen, windexponierten See und geschützen Bereichen wie Buchten festzustellen. Das Substrat des offenen Sees ist hart, kompakt, teilweise auch sandig und weist nur eine geringe Feinsedimentauflage auf. Es wird nur von wenigen Arten wie dem Muschelkrebs *Limnocythere inopinata*, der Zuckmücke *Procladius* sp. und dem Wenigborster *Psammoryctides barbatus* (Grube) besiedelt. Das

Sediment windgeschützer Bereiche in unmittelbarer Nähe zum Schilfgürtel präsentiert sich hingegen als mehrere Dezimeter mächtige Weichschlammschicht, in dem *Chironomus*-Larven ihre Röhren bauen (SCHIEMER 1979, WOLFRAM 1996).

Ein Vergleich der Situation im Benthos zwischen den 70er Jahren und heute wird durch das lückenhafte Datenmaterial erschwert. Offensichtlich hat sich jedoch die Artenzusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft nur geringfügig verändert. Neu zum Arteninventar hinzugetreten sind beispielsweise die Cladoceren *Macrothrix hirsuticornis* und *Oxyurella tenuicaudis*. Die Unterschiede in der Gesamtabundanz des Zoobenthos zwischen den 70er und den 90er Jahren liegen jedoch vermutlich innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite.

Zu Beginn der 1990er Jahre untersuchte WOLFRAM (1996) die sedimentbewohnenden Chironomiden, die im Neusiedler See die vorherrschende Gruppe des Makrozoobenthos darstellen. Die mittlere Abundanz variierte zwischen 17 000 Ind. m^{-2} im offenen See und 49 000 Ind. m^{-2} in geschützten Buchten; die entsprechende Biomasse erreichte im Jahresmittel 0,05 und 1,23 g Trockenmasse. m^{-2}. Die jährliche Produktion der Chironomiden wurde mit 0,55 bis 6,64 g Trockenmasse. m^{-2} .yr^{-1} berechnet. Im Vergleich mit anderen stehenden Gewässern sind dies eher niedrige Werte (WOLFRAM 1996).

Die meisten im offenen See nachgewiesenen Wirbellosen sind typische Vertreter meso- bis eutropher Stillgewässer. Generell ist dieser Teil des Sees jedoch artenarm, sowohl im Zoobenthos als auch im Zooplankton.

Fische

Etwa 20 Arten werden regelmäßig in der Literatur erwähnt, die Cypriniden (Karpfenartige Fische) herrschen im Artenspektrum vor, die Artenzusammensetzung blieb über Jahrzehnte relativ konstant. Die Herkunft der Arten lässt sich auf deren Einwanderung bei Hochwässern aus Donau, Raab, Rabnitz und Ikva, die vor den Regulierungsmaßnahmen des 20. Jahrhunderts bei hohen Wasserständen mit dem See in Verbindung standen, zurückführen. Vollständige Austrocknung (1865-1868) oder das Durchfrieren des Sees im Winter 1928/29 resultierten in einem markanten Rückgang der Bestände, veränderten allerdings die Artenzusammensetzung kaum (HERZIG et al. 1994).

Zu wesentlichen Veränderungen in der Fischfauna kam es erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch Besatzmaßnahmen der Berufsfischer. So wurde der Besatz mit Aalen sehr intensiv betrieben und daraus

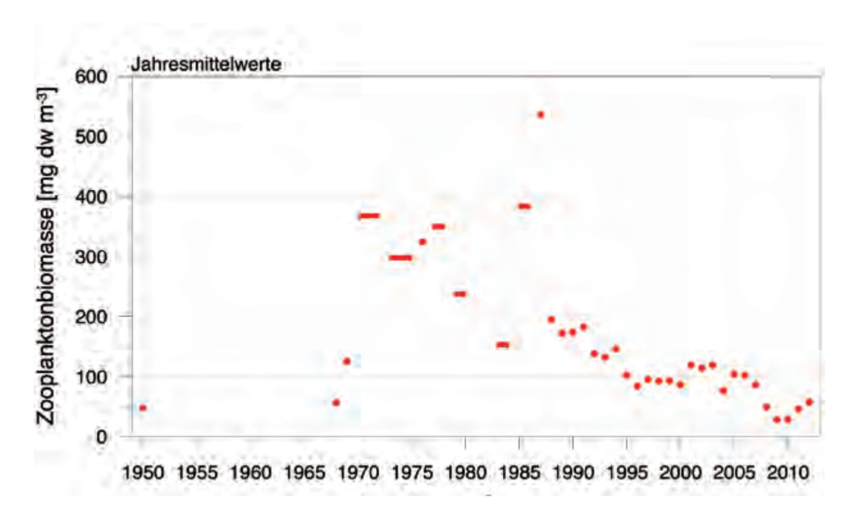


Abb. 30: Jahresmittel der Zooplanktonbiomasse (Organismen > 250 Mikrometer) (dw = Trockenmasse) im offenen See Österreichs. Balken zeigen Durchschnittwerte über zwei oder drei Jahre an. Graphik aus WOLFRAM et al. (2014).

resultierte ein höherer Räuberdruck auf Kleinfische des Schilfgürtels wie Hundsfisch (*Umbra krameri*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*). Diese Arten verschwanden in der Folge aus dem See. In Nahrungskonkurrenz trat der Aal mit den sich von Bodentieren ernährenden Arten wie Brachsen (*Abramis brama*), Güster (*Blicca bjoerkna*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*). Der Besatz mit Graskarpfen führte zum Verschwinden der submersen Wasserpflanzen (Laichkräuter, *Potamogeton pectinatus* L. und *Myriophyllum spicatum* L.), dies bedeutete den Verlust von wertvollem Laichhabitat und Schutz für Fische sowie der Kinderstube der Jungfische (HERZIG & DOKULIL 2001).

Zur Zeit leben im See 22 Fischarten, 5 davon sind nicht heimische Arten. Die wichtigsten Vertreter des offenen Sees sind die von Plankton lebenden Arten Laube (*Alburnus alburnus*) und Sichling (*Pelecus cultratus*), die von Bodenorganismen lebenden Brachsen (*Abramis brama*), Güster (*Blicca bjoerkna*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), sowie die Räuber Zander (*Sander lucioperca*) und Wels (*Silurus glanis*). Am Schilfrand und in den zentralen Teilen des Schilfgürtels sind vor allem Karpfen (*Cyprinus carpio*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Giebel (*Carassius gibelio*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*) und Schleie (*Tinca tinca*) zu finden.

Der Europäische Hundsfisch (*Umbra krameri*), der Bitterling (*Rhodeus amarus*) und der Nerfling (*Leuciscus idus*) besiedelten den See oder die Gräben des Hanság bis in die 1950er Jahre, fehlten aber dann viele Jahre. Einige

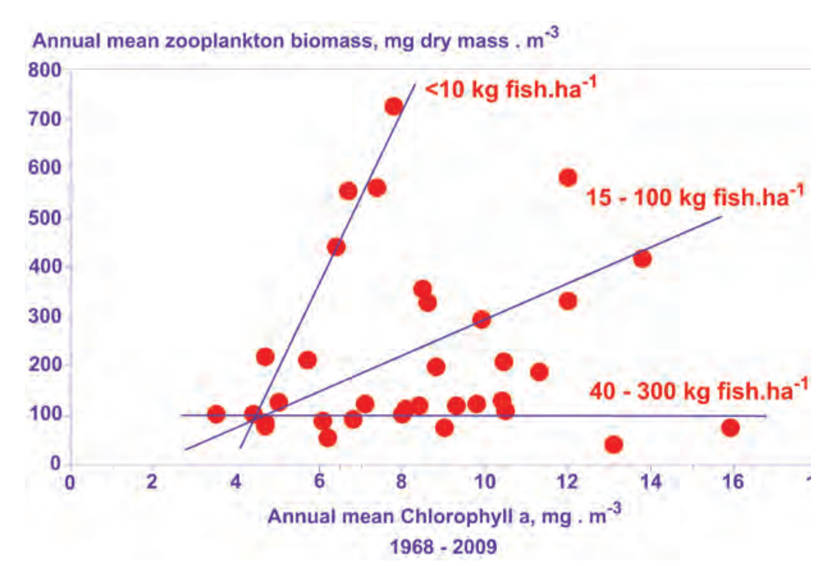


Abb. 31: Beziehung zwischen Algenbiomasse (Jahresmittelwerte, gemessen als Chlorophyll und Zooplanktonbiomasse (Jahresmittelwerte, gemessen als dry mass = Trockenmasse) unter dem Einfluss steigender Fischabundanz im offenen See Österreichs.

Populationen des Europäischen Hundsfisch wurden in den letzten Jahren im ungarischen Teil des Hanság wieder gefunden (WOLFRAM et al. 2013), auf österreichischer Seite des Hanság lassen sich diese Funde auf Besatzmaßnahmen zurückführen. Der Schied (*Aspius aspius*), in den 1960er Jahren ein im freien See regelmäßig gefangener Fisch, danach nur mehr eine Rarität, wird heute wieder regelmäßig gefangen und der Nachweis des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis*) gelingt auch immer häufiger. Die häufigsten exotischen Arten sind der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) und der Aal (*Anguilla anguilla*), letzterer allerdings mit abnehmenden Bestandsdichten. Die drei Arten wurden durch Besatz in den See eingebracht und besiedeln vor allem den Schilfgürtel.

Um Angaben über die gesamte Fischbiomasse im See zu bekommen, wurden im freien See die Fischbestände mittels Echolotung erfasst und die Biomassen berechnet. Die höchste Biomasse findet man in gut strukturierten Bereichen am Schilfrand (mehrere 100 kg/ha), während die Biomasse im offenen See nur bei 5-20 kg/ha liegt (HERZIG & DOKULIL 2001).

Veränderungen in den pelagischen Interaktionen

In der frühen Eutrophierungsphase stiegen die Algenbiomassen stetig an und parallel dazu die Zooplanktonbiomassen (Abb. 31). In der Zeit von 1968-1973 bestand ein höchst signifikanter positiver Zusammenhang zwischen Phyto- und Zooplankton. Dies entspricht dem klassischen Bild einer „**bottom up**"-Kontrolle. Die Biomasse der planktivoren Fische (Sichling, Laube und Jungfische) war nicht sehr hoch (etwa 5 kg ha^{-1} im Durchschnitt) und der erzeugte Fraßdruck auf das Zooplankton so gering, dass die in dieser Zeit für das wichtigste Fischnährtier (*Diaphanosoma mongolianum*) errechneten Eliminationsraten nur in einem geringen Maße durch den Räuberdruck der Fische erklärbar waren (HERZIG 1994).

Längerfristig, nach etwa zehn Jahren, resultierte das bessere Nahrungsangebot für planktivore Fische auch in einer Erhöhung ihrer Biomasse und parallel dazu in einer Abnahme der Zooplanktonbiomasse. Die stete Zunahme an Biomasse planktivorer Fische führte zu einem immer intensiveren Fraßdruck auf das Zooplankton („**top down**"-Kontrolle). Eine für die 80er und 90er Jahre mit den Daten über die Populationsdynamik von *Diaphanosoma* und die wichtigsten Einflussgrößen darauf (z.B. Temperatur, Wind, Trübe, Nahrungsangebot, Räuberdruck) durchgeführte multiple Regressionsanalyse führte zu dem Schluss, dass während der Sommermonate die Eliminationsraten von *Diaphanosoma* dem Fischfraß zuzuschreiben sind. Von Mai bis August 1990 durchgeführte Berechnungen der Konsumation der planktivoren Fische ergaben, dass im Monatsmittel 8-27 % des Zooplanktonbestands pro Tag eliminiert werden (HERZIG 1994).

In den Jahren 1975-1987 lässt die Beziehung zwischen Phyto- und Zooplanktonbiomasse nur einen schwachen Zusammenhang erkennen. Zu dieser Zeit scheint die abwärts gerichtete Kontrolle die aufwärts gerichtete bereits stark zu überlagern, was die Analyse für die Jahre 1988-1998 noch deutlicher zeigt. Durch ihren Fraßdruck reduzierten die planktivoren Fische das Zooplankton so weit, dass letztlich das „Grazing" der herbivoren Plankter die Algenentwicklung kaum mehr negativ beeinflussen konnte (trophische **Kaskade**, CARPENTER et al. 1985). 2005-2012 hielt dieser Trend weiter an. Da die Nahrungsgrundlage für das Zooplankton (also das Phytoplankton) in diesen Jahren vergleichbar war jener zur Zeit der höchsten Biomasseentwicklung des Zooplanktons, dürfte die derzeit geringe Biomasse am ehesten auf den Fraßdruck durch planktivore Fische und Wirbellose (*Leptodora*) zurückzuführen sein. Das Vorherrschen kleiner Larvenstadien bei den Copepoden im Sommerplankton (im Mittel der Sommermonate 2008-2012: 82% Nauplien) ist ein weiterer Hinweis auf hohen Räuberdruck, der auf das Zooplankton einwirkt.

Zusammenfassung

Der Neusiedler See ist mit über 300 km^2 der größte See Österreichs. Mehr als die Hälfte seiner Oberfläche ist von Schilf bedeckt, die offene Wasserfläche erreicht nur etwa 150 km^2.

Der See liegt zwischen den Alpen und der Kleinen Ungarischen Tiefebene, teilweise auf österreichischem und teilweise auf ungarischem Staatsgebiet. Der See entstand durch eine tektonische Einsenkung im Spätglazial und ist etwa 13.000 Jahre alt. In der wechselhaften Geschichte des Sees gab es neben großflächigen Ausuferungen immer wieder Perioden, in denen der See zur Gänze ausgetrocknet war. Die letzte völlige Austrocknung geschah 1865-1868. Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts war der See abflusslos. 1909-1911 wurde der Hanság- oder Einser-Kanal errichtet und damit der See an die Donau angebunden.

Der Raum um den See stellt klimatisch die wärmste Region Österreichs dar. Im langjährigen Mittel treten an 61 Tagen Temperaturen über 25° C auf. Temperaturen unter 0° C können von Oktober bis Mai vorkommen. Im Winter friert der See in der Regel zur Gänze zu.

Der Wasserhaushalt des Sees wird überwiegend vom Ausmaß der Niederschläge und der Verdunstung bestimmt. Die oberirdischen Zuflüsse tragen 22% zur positiven Wasserbilanz bei. Der oberirdische Abfluss erfolgt über den künstlich geschaffenen Einser-Kanal.

Der See weist heute einen Salzgehalt von 1 - 2 g l^{-1} und einen alkalischen Charakter auf. Die Salzkonzentration setzt sich im Wesentlichen aus den Kationen Natrium und Magnesium sowie den Anionen Hydrogenkarbonat, Sulfat und Chlorid zusammen. Das dominante Salz ist Natrium-Hydrogenkarbonat, somit wird der See als „Sodasee“ bezeichnet.

Die langfristige limnologische Entwicklung lässt in den späten 1960er Jahren einen ausgeprägten Anstieg der Nährstoffgehalte und in der Folge des Phytoplanktons erkennen (Eutrophierung). Trotz Lichtlimitation der Algen im freien See kam es in windgeschützten Buchten und Hafenanlagen zu massiven Algenblüten. Nach der ausreichenden Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet kam es zu einem starken Rückgang der Nährstoffe und der Algen. Der externe Eintrag in den See nahm von rund 80 Tonnen Phosphor/Jahr auf etwa 30 Tonnen P/Jahr ab.

Die im Verlaufe der Eutrophierung und des danach folgenden Nährstoffrückganges auftretenden Veränderungen in den Lebensgemeinschaften und deren Zwischenbeziehungen werden beschrieben und diskutiert.

Danksagung

Für das Überlassen von Originalgraphiken danke ich Herrn Georg Wolfram.

Literatur

BERGER F. & F. NEUHUBER (1979): The hydrochemical problem. In: LÖFFLER H. (ed.): Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe. — Monographiae Biologicae **37**. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London: 89-99.

CARPENTER S.R., KITCHELL J.F. & J.R. HODGSON (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. — Bioscience **35**: 634-639.

CSAPLOVICS E., KIRÁLY G. & I. MÁRKUS (2014): Kapitel 2.4. Entwicklung des Schilfgürtels und Schilfnutzung. In: WOLFRAM G., DÉRI L. & S. ZECH (Hrsg.): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. — Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Grenzgewässerkommission. Wien-Szombathely: 27-32.

DOKULIL M.T. (1984): Assessment of components controlling phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in a shallow, alkaline, turbid lake (Neusiedlersee, Austria). — Int. Rev. Hydrobiol. **69**: 679-727.

DOKULIL M.T. & J. PADISÁK (2009): Long-term compositional response of phytoplankton in a shallow, turbid environment, Neusiedlersee (Austria/Hungary). — Hydrobiologia **275/276**:125-137.

DOKULIL M.T. & A. HERZIG (2009): An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. — Aquatic Ecology **43**: 715-725.

DOKULIL M.T., HERZIG A., SOMOGYI B., VÖRÖS L., MAY L., DONABAUM K. & T. NOGES (2014): Winter conditions in six European shallow lakes: a comparative synopsis. — Est. J. Ecol. **63**: 111-129.

EINSLE U. (1988): The long-term changes of crustacean communities in Lake Constance (Obersee 1962-1986). — Schweiz. Z. Hydrol. **50**: 136-165.

HERZIG A. (1979): The zooplankton of the open lake. — In: LÖFFLER H. (ed.), Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae **37**. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London: 281-335.

HERZIG A. (1990): Die limnologische Entwicklung des Neusiedler Sees. — In: AGN Internationales Symposium „Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseenlandschaften Bodensee – Neusiedler See – Balaton". Pamhagen: 91-97.

HERZIG A. (1994): Predator-prey relationships within the pelagic community of Neusiedler See. — Hydrobiologia **275/276**: 81-96.

HERZIG A. (1995): *Leptodora kindti*: efficient predator and preferred prey item in Neusiedler See, Austria. — Hydrobiologia **307**: 273-282.

HERZIG A. & M. DOKULIL(2001): Neusiedler See – ein Steppensee in Europa. — In: DOKULIL M., HAMM A. & J.- G. KOHL (Hrsg.), Ökologie und Schutz von Seen. Facultas, Wien: 401-415.

HERZIG A. & W. KOSTE (1989): The development of *Hexarthra* spp. in a shallow alkaline lake. — Hydrobiologia **186/187**: 129-136.

HERZIG A., MIKSCHI E., AUER B., HAIN A., WAIS A. & G. WOLFRAM (1994): Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler See. — BFB (Biologische Forschung Burgenland)-Bericht **82**:1-125.

KUBU G. & T. KRÁMER (2014): Kapitel 2.2. Hydrologie und Wasserwirtschaft. —In: WOLFRAM G., DÉRI L. & S. ZECH (Hrsg.), Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Grenzgewässerkommission. Wien-Szombathely: 10-21.

LÖFFLER H.(ed.) (1979): Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe. — Monographiae Biologicae **37**. Dr. W. Junk bv Publishers. The Hague: 1-543.

LÖFFLER H. & P. NEWRKLA (1985): Der Einfluß des diffusen und punktuellen Nährstoffeintrags auf die Eutrophierung von Seen. Teil 2: Neusiedler See, Attersee. — Veröff. Öst. MaB-Progr. Bd. **8**, Univ. Verlag Wagner, Innsbruck: 1-121.

SCHIEMER F. (1979): The benthic community of the open lake. — In: LÖFFLER H. (ed.), Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae **37**. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague-Boston-London: 337-384.

SOMOGYI B., FELFÖLDI T., DINKA M. & L. VÖRÖS, 2010: Periodic picophytoplankton predominance in a large, shallow alkaline lake (Lake Fertö, Neusiedlersee). — Annales de Limnologie – International Journal of Limnology **46**: 9-19 doi:doi: 10.1051/limn/2010001.

TATRAI I. & A. HERZIG (1994): The effect of habitat structure on the feeding efficiency of young stages of razor fish (*Pelecus cultratus*): an experimental approach. Hydrobiologia **299**: 75-81.

WOLFRAM G. (1996): Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). — Hydrobiologia **318**: 103-115.

WOLFRAM G. (2006): Bedeutung und Vorkommen von Salzlebensräumen. — In: WOLFRAM G. et al. (Hrsg.), Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien: 13-26.

WOLFRAM G. & A. HERZIG (2013): Nährstoffbilanz Neusiedler See. — Wiener Mitteilungen **228**: 317-338.

WOLFRAM G., DONABAUM K. & M. DOKULIL (2011): Bewertung des ökologischen Zustandes des Neusiedler See anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton. — Studie BMLFUW, Wien: 1-63.

WOLFRAM G., DÉRI L. & S. ZECH (Hrsg.) (2014): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. — Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Grenzgewässerkommission. Wien-Szombathely: 1-227.

WOLFRAM G., AMBRUS A., DOKULIL M., G.-TÓTH L., HERZIG A., ISTVÁNOVICS V., KESERU B., KIRSCHNER A., MIKSCHI E., MÓRA A., PÁLFFY K., PANNONHALMI M., RIEDLER P., SOMOGYI B., STÜNDL L., TAKÁCS G., TAKÁCS P., TÓTH A., TÓTH V. & L. VÖRÖS (2014): Kapitel 3.3. Aquatische Lebensgemeinschaften. In: Wolfram G., Déri L. & S. Zech (Hrsg.): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. — Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Grenzgewässerkommission. Wien-Szombathely: 55-74.

Anschrift des Verfassers:

Ao. Univ.- Prof. Dr. Alois HERZIG
Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel
7143 Apetlon, Austria
E-Mail: a.herzig@bnet.at